

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

INARA REGINA WENGRATT MENDONÇA

**VARIAÇÃO ESPACIAL DA BIOMASSA E COMPOSIÇÃO DO BOSTRYCHIETUM EM
UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL**

PONTAL DO PARANÁ

2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

INARA REGINA WENGRATT MENDONÇA

**VARIAÇÃO ESPACIAL DA BIOMASSA E COMPOSIÇÃO DO BOSTRYCHIETUM EM
UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL**

Monografia apresentada como requisito parcial para
obtenção do grau de bacharel em Oceanografia, Centro
de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra,
Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana

PONTAL DO PARANÁ

2016

TERMO DE APROVAÇÃO

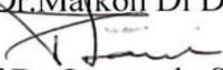
Inara Regina Wengratt Mendonça


“Variação espacial da biomassa e composição do Bostrychietum em um estuário subtropical”

Monografia aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Oceanografia, da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:


Prof. Dr. Luiz Laureno Mafra Júnior-CEM/UFPR


Prof. Dr. Maikon Di Domenico-CEM/UFPR


Prof. Dr. Leonardo Sandrini-CEM/UFPR


Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana
Presidente

Pontal do Paraná, 30 de junho de 2016

Agradecimentos

Agradeço primeiramente ao meu orientador Paulo Lana, que com sua calma e sabedoria me guiou nos momentos mais difíceis. Mais do que um orientador de graduação, ele se tornou um ponto de referência e um mestre para toda a vida.

Sou profundamente grata por ter trabalhado no Centro de Estudos do Mar. Um ambiente cheio de profissionais, com a mente aberta e dispostos a compartilhar conhecimento sem esperar nada em troca. Deixo um pedaço do meu coração no laboratório de BENTOS, onde aprendi que ciência é o resultado do trabalho em conjunto de diferentes pessoas, unidas pela busca do conhecimento.

Agradeço de coração aos amigos e colegas que assistiram tudo de camarote ou a distância e nunca duvidaram da minha capacidade.

Não podem faltar os agradecimentos aos meus pais e irmãos, que entre palavras motivadoras e piadas (principalmente do Telto) me impulsionaram até o fim.

E por último mas não menos importante, quero agradecer aos felinos (Emilly, Cuca, Didi, Zé) e caninos (Zeus, Lasanha, Shiva) que me fizeram companhia ao longo do caminho.

Variação espacial da biomassa e composição do *Bostrychietum* em um estuário subtropical

De acordo com as normas regimentais do curso de Oceanografia da Universidade Federal do Paraná, esta monografia é apresentada na forma de artigo.

Revista pretendida: Hydrobiology

Inara Regina Wengratt Mendonça^{a*}, Paulo da Cunha Lana ^a

^aCentro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná - Caixa Postal 50002, CEP: 83255-000, Pontal do Paraná, Paraná, Brasil

* Autor correpondente: inara.regina@gmail.com

Telefone: +55 11 949179140

Sumário

1	Resumo	7
2	Introdução	8
3	Materiais e métodos	10
3.1	Área de Estudo	10
3.2	Planejamento amostral	11
3.3	Procedimentos em campo e laboratório	11
3.4	Tratamento dos dados	11
4	Resultados	13
4.1	Variação espacial dos táxons identificados no Bostrychietum	14
4.2	Variação espacial da biomassa do Bostrychietum	15
5	Discussão	19
6	Referências Bibliográficas	22

1 RESUMO

As comunidades de macroalgas que se desenvolvem aderidas aos substratos duros dos manguezais recebem o nome de Bostrychietum (Post, 1936). Sua composição e biomassa variam em função da salinidade, temperatura, radiação incidente, taxas de emersão e imersão, entre outras forçantes ambientais. São importantes por aumentar a biodiversidade local, ao fornecerem refúgio, alimento e locais de reprodução para muitos animais. Este trabalho tem o objetivo de avaliar a composição, distribuição e variabilidade na biomassa do Bostrychietum ao longo do eixo leste-oeste do estuário subtropical da Baía de Paranaguá, na costa sul do Brasil, seguindo um gradiente de salinidade de 10 na região de Antonina a 30 próximo à Ilha do Mel. Para avaliar a variabilidade em distintas escalas espaciais, adotei um planejamento espacialmente hierarquizado nos níveis de setores (dezenas de quilômetros), áreas (quilômetros a centenas de metros) e réplicas (dezenas de metros a metros). Foram realizadas duas campanhas amostrais, uma no verão e outra no inverno. Investigamos as escalas espaciais que mais contribuem para a variação do número de táxons, biomassa total, biomassa das espécies mais abundantes, composição das assembleias e biomassa das assembleias do Bostrychietum. Um total de dezoito espécies foram identificadas. *B. radicans*, *B. tenella*, *B. binderi*, *B. calliptera*, *B. montagnei*, *B. pinnata*, *B. moritziana*, *C. leprieurii*, *C. ogasawarensis*, *C. caespitosa*, *C. cervicornis*, *R. riparium*, *R. africanum*, *C. membranacea*, *B. pusilla*, *C. rupestris*, e um conglomerado de cianobactérias dos gêneros *Microcoleus* e *Lyngbya*. As cinco espécies mais abundantes foram *B. radicans*, *B. binderi*, *B. calliptera*, *B. montagnei* e *B. pinnata*. O número de táxons foi significativamente maior no setor euhalino na campanha de verão. A composição do Bostrychietum variou significativamente entre setores e teve uma variação muito significativa entre áreas. A biomassa total variou significativamente apenas entre áreas. A biomassa de *B. montagnei* foi mais elevada no setor de alta energia e a de *B. radicans*, no setor oligohalino. *B. pinnata* e *B. calliptera* são espécies eurihalinas presentes ao longo de todo o gradiente estuarino. Apesar das cinco espécies mais abundantes variarem significativamente na escala de áreas, a variação na composição do Bostrychietum foi explicada primariamente na escala de setores correspondendo ao gradiente salino do estuário. *B. pinnata* e *B. calliptera* são potenciais biomonitoras de qualidade ambiental em estuários subtropicais devido à sua dominância, elevada biomassa e ampla distribuição. Por outro lado, *B. montagnei* e *B. radicans* podem ser indicadores pontuais de impacto ambiental, dentro de seus setores de ocorrência e dominância.

Palavras Chave: Bostrychietum, distribuição, composição, salinidade, biomassa.

2 INTRODUÇÃO

As associações de macroalgas aderidas aos troncos ou pneumatóforos das árvores de manguezais foram denominadas de “Bostrychietum” por Post (1936). No Bostrychietum são dominantes as rodofíceas dos gêneros *Bostrychia* e *Caloglossa* (Pedroche, 1995). As macroalgas podem contribuir para elevar a diversidade marinha e estuarina (Caridade & Ferreira-Correira, 2007) oferecendo microhabitats onde outros organismos, principalmente crustáceos, se refugiam de condições físicas extremas e de predadores (Chapman et al., 2005). Na maré alta, o Bostrychietum permanece submerso, permitindo que peixes e outros macropredadores forrageiem por fontes de alimento (Corrêa & Uieda, 2007). Foram identificadas associações de co-ocorrência entre espécies do Bostrychietum e invertebrados estuarinos, como é o caso de *Oligochaeta* com *Boodleopsis pusilla*, de *Teleotanis gerlachi* (Tanaidacea) com *Rhizoclonium africanum*, *Rhizoclonium riparium* e *Catenella caespitosa*, de *Chelorchestia darwini* (Amphipoda) com *Bostrychia calliptera*, *Bostrychia radicans* e *Caloglossa leprieurii*, de *Heleobia australis* (Gastropoda) com *Bostrychia calliptera*, *Bostrychia radicans* e *Catenella caespitosa*, de Acari com *Caloglossa leprieurii*, e de Ceratopogonidae com *Rhizoclonium riparium* (Lopes, 2011).

Juntamente com as árvores, as macroalgas estão entre os principais produtores primários dos manguezais (Hong et al., 2008). Consumidores primários invertebrados (poliquetas, caranguejos e oligoquetas, entre outros) dependem de mais de 50% do carbono que provém das algas e das gramas marinhas (Kieckbusch et al., 2004). Estas fontes de carbono são reconhecidamente afetados pela poluição costeira (Brito et al., 2009). O Bostrychietum pode ser utilizado como uma ferramenta para o monitoramento ambiental de áreas de manguezal impactadas por atividades humanas (Fontes et al. 2007). Um bom biomonitor deve preencher certos pré-requisitos como capacidade de acumulação mensurável de elementos químico, distribuição generalizada na área de estudo, ausência de variações sazonais, identificação taxonômica fácil e ser suficientemente estudado (fisiologia, ecologia, morfologia) (Martin & Coughtrey, 1982; Wittig, 1993).

As algas têm o potencial de acumular altos valores de metais do meio, que por sua vez sofrem baixa variabilidade temporal. Isso levou-as a serem incluídas como espécies-alvo preferenciais em estudos de biomonitoramento (Rainbow & Phillips, 1993) e até, mais recentemente, em programas para o tratamento de águas residuais (Zhou et al., 2008). A acumulação de metais traço em algas envolve dois processos: uma absorção rápida inicial (passiva) seguida por uma mais absorção lenta (ativa) (Bates et al., 1982). O processo de absorção passiva pela superfície das células, em um período de tempo relativamente curto (alguns segundos ou minutos), independe do metabolismo. Por outro lado, o processo de absorção ativa é dependente do metabolismo, com o transporte dos metais através da membrana celular para o citoplasma. Embora espécies de algas do Bostrychietum sejam capazes de acumular poluentes, há poucas informações básicas sobre sua ocorrência e padrões de variabilidade, especialmente na zona tropical na América Central e do Sul (King & Puttock, 1994).

As associações do Bostrychietum respondem aos acentuados gradientes ambientais dos estuários, como salinidade, grau de exposição, taxas de irradiância e concentração de nutrientes. Apresentam adaptações para

fotossintetizar em período de imersão e emersão e produzem isômeros hexitóis (sorbitol e dulcitol) para osmoaclimação durante flutuações de temperatura e salinidade (Pregnall & Rudy, 1985; Karsten et al., 1990). Porém existe uma frequência de emersão crítica para as algas; acima deste patamar, a dessecação afeta a sua produtividade e a taxa de reposição de biomassa (Cunha & Costa, 2002).

Estudos da ecologia do *Bostrychietum* foram iniciados em estuários da Austrália com o intuito de identificar espécies com potencial para biomonitoramento. Melville & Pulkownik (2007) consideraram que *Catenella nipae*, *Bostrychia moritziana* e *Bostrychia tenella* têm potencial para biomonitoramento por estarem presentes nos manguezais temperados de todo o mundo, não sofrerem marcada variação sazonal e serem capazes de acumular poluentes em seus tecidos. Nestes estuários, a distribuição do *Bostrychietum* não parece ser condicionada pela salinidade da água ou do sedimento.

Apesar da salinidade não afetar o padrão de variabilidade do *Bostrychietum* no sudeste da Austrália, a salinidade parece ser um fator regulador do *Bostrychietum* em outros estuários, com registros de correlação positiva entre salinidade e a diversidade de espécies de algas (Yokoya et al., 1999; Cunha & Costa, 2002). Trinta e quatro espécies de macroalgas de manguezal foram descritas para o Estado do Paraná, no sul do Brasil (Lopes, 2011), enquanto que para toda a Austrália apenas 24 espécies foram identificadas (King & Puttock, 1994). A diferença na diversidade de espécies pode ser causado pelos valores mais elevados de salinidade nos estuários brasileiros que varia de 10 a 30 (Knoppers et al., 1987; Cunha & Costa, 2002; Lopes 2011), em relação aos estuários australianos que varia de 15 a 20 aproximadamente (Melville et al., 2005; Melville & Pulkownik, 2007).

Neste contexto, caracterizar as comunidades de macroalgas e avaliar a variabilidade da sua biomassa ao longo do gradiente estuarino será o primeiro passo para avaliar seu potencial para o biomonitoramento da qualidade ambiental dos manguezais locais (Cunha et al., 1999; Melville & Pulkownik, 2007). Este trabalho tem como objetivo geral avaliar a variabilidade na composição e biomassa do *Bostrychietum* ao longo dos manguezais da Baía de Paranaguá em distintas escalas espaciais, seguindo um desenho amostral espacialmente hierarquizado. Será testada a hipótese de que a diversidade e a biomassa do *Bostrychietum* aumentam em função do gradiente de salinidade, atingindo maiores valores no setor euhalino.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

As coletas foram realizadas em manguezais na Baía de Paranaguá, Paraná, no sul do Brasil (Fig. 1). A região possui clima subtropical com precipitação anual média de 2.500 mm. A salinidade varia de 0 a 35 e são usualmente reconhecidos três setores de com salinidade médias de 15 no setores oligohalino, 23 no setores mesohalino e 27 no setor euhalino (Knoppers et al., 1987; Lana et al., 2001). O ciclo de maré é caracterizado como semidiurno, com o máximo de amplitude em torno de 2 m e mínimo de 0,5 m (Knoppers et al., 1987). Na Baía de Paranaguá, os mangues são bosques mono- ou multiespecíficos de *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa*.

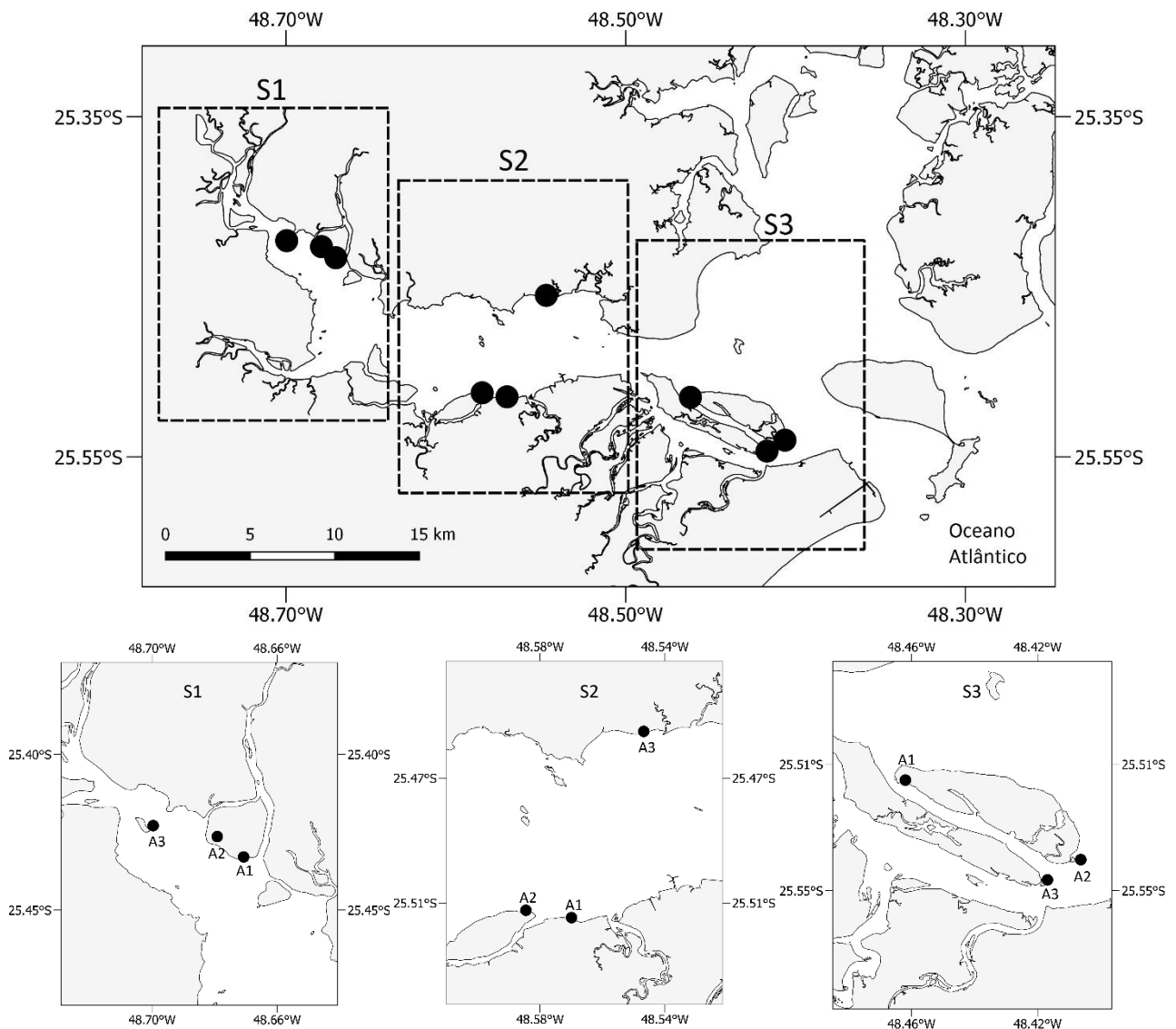


Figura 1- Mapa da localização dos pontos de coleta. Retângulos representam os setores e círculos pretos as áreas onde foram coletadas as amostras.

3.2 *Planejamento amostral*

O planejamento amostral espacialmente hierarquizado considerou duas escalas espaciais de variação com três setores (S1 - oligohalino, S2 - mesohalino e S3 - euhalino, nas escalas de 10 km s) e três áreas por setor (A1, A2 e A3 na escala de km s), dentro das quais foram tomadas três réplicas (na escala de m) na franja do manguezal. A campanha amostral realizada no final do inverno (05 de outubro de 2011) e repetida no final do verão (04 de abril de 2012) totalizando 54 amostras.

3.3 *Procedimentos em campo e laboratório*

Com auxílio de uma espátula, as algas foram coletadas e armazenadas em sacos plásticos e colocadas em um isopor com gelo para retardar a perda de cor e textura. Uma fita métrica foi utilizada para medir o diâmetro da árvore para posterior cálculo de área de cobertura. A coleta foi sistematicamente realizada em áreas de franja distante à desembocadura de rios de maré, pois a biomassa é maior nesta faixa, entre 10 e 30 cm de distância do solo, do que no interior dos bosques (Cunha et al., 1999).

O *Bostrychietum* pode ser utilizado como um indicador de níveis de maré, com seu limite superior de distribuição vertical definido pelos máximos de sizígia e quadratura (Spier et al., 2016). Este limite superior foi, portanto, usado como referência fixa para as coletas, reduzindo assim o potencial das taxas de inundação como fontes de variabilidade adicional. O nível da amostragem foi padronizado a 20 cm abaixo do limite superior do *Bostrychietum*.

As amostras foram triadas com o auxílio de pinças sob lupas e microscópio estereoscópico e as algas identificadas até o nível de espécie. Para a classificação das espécies utilizei as publicações de Joly (1957, 1965, 1967), Cordeiro-Marino (1978), Hadlich & Bouzon (1985) e atualizações a partir de Cunha et al. (1999), Alves et al. (2009), Collado-Vides & West (1996) e West et al. (2001), além de informações da base de dados online AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2016).

Após identificação, triagem e separação por espécie, o material foi lavado em água corrente com o auxílio de uma peneira fina para retirada de resíduos, seco em estufa (60 °C) até atingir massa constante e, em seguida, pesado em balança digital com precisão de 0,001 g.

3.4 *Tratamento dos dados*

Para identificar as escalas espaciais que mais contribuem para a variação na biomassa e composição do *Bostrychietum*, foi considerado um delineamento de três fatores: setores (3 níveis, fixos), áreas (3 níveis, aleatório e hierárquicas ao setor) e réplicas (3 réplicas). Dentro destas escalas foram avaliados o número de táxons, a biomassa das espécies mais abundantes, a biomassa total, biomassa das assembleias e composição

das assembleias. Análise da biomassa das assembleias foi realizada utilizando os dados de todas as espécies com biomassa mensurável (11 espécies no verão, 10 espécies no inverno e as clorofíceas agrupadas). A composição das assembleias foi avaliada utilizando dados de presença e ausência de todas as 18 espécies identificadas.

ANOVA-aninhada foi utilizada para avaliar a variação espacial do número de táxons, a biomassa das espécies mais abundantes e a biomassa total, seguindo as rotinas descritas por Underwood (2000). Para todas as variáveis foram feitos testes de normalidade e homocedasticidade dos dados através dos testes de Shapiro-Wilk e Cochran, respectivamente, aceito para $p > 0,05$.

Os dados de biomassa de *B. montagnei*, *B. pinnata*, *B. radicans* não atingiram as premissas e foram transformados por raiz quarta para diminuir a heterogeneidade das variâncias em ambas as campanhas amostrais. Os dados de *B. calliptera* foram transformados por raiz no inverno e raiz quarta no verão. Devido à elevada frequência de valores nulos de biomassa para *B. binderi* em ambas as campanhas amostrais e *B. montagnei* no inverno, não foi possível atingir nenhuma das premissas. *B. calliptera* no inverno e *B. montagnei* no verão não atingiram a normalidade dos dados.

Para a ANOVA foi utilizado o pacote GAD (Sandrini-Neto & Camargo, 2011) em ambiente R. Quando os resultados da ANOVA indicaram diferenças significativas, uma análise post hoc de Student–Newman–Keuls (SNK) foi executada para teste e ordenação das médias pareadas.

Dados de biomassa das assembleias foram utilizados para a construção de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS). A significância da variação da biomassa das macroalgas ao longo do gradiente estuarino foi testada pela análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA, Anderson, 2001), usando o pacote PERMANOVA+ add-on do PRIMER v6 (Clarke and Gorley, 2006). Os dados de biomassa das assembleias foram transformados para $\log(x+1)$. A análise permutacional foi feita a partir das medidas de dissimilaridade de Bray-Curtis. Quando detectadas diferenças significativas, foi realizado o teste post hoc pair-wise. Dados de presença/ausência foram utilizados para avaliar a variação da composição do Bostrychietum, utilizando a análise permutacional a partir da medida de similaridade de Jaccard no ambiente R.

Inverno – 2011										Verão-2012									
		Setor 1 (Oligohalino)			Setor 2 (Mesohalino)			Setor 3 (Euhalino)			Setor 1 (Oligohalino)			Setor 2 (Mesohalino)			Setor 3 (Euhalino)		
		A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3			
Rodófitas																			
B. radicans		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*			
B. calliptera		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*			
B. pinnata		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*			
B. montagnei					*			*			*			*					
B. moritziana																			
B. tenella					*			*											
B. binderi					*			*											
C. caespitosa		*	*	*	*														
C. leprieurii		*	*	*	*			*			*			*					
C. ogasawarensis					*			*											
Clorófitas																			
R. riparium		*	*	*	*			*			*			*					
R. africanum					*			*											
C. membranacea					*														
C. rupestris								*											
B. pusilla		*						*											
Feófitas																			
C. cervicornis																			
Cianobactérias																			
Microcoleus sp.		*	*	*	*			*			*			*					
Lyngbya sp.																			

4.1 Variação espacial dos táxons identificados no *Bostrychietum*

A média de taxons por amostra foi de 7,7 e 6,6 no inverno e verão respectivamente (Fig. 2). Na campanha de inverno o número total de táxons variou significativamente entre os setores. O número de taxons foi menor no setor oligohalino (SNK $p < 0,05$). No entanto, este padrão não se repetiu na campanha de verão, diferenças significativas entre setores não foram detectadas. Dentro dos setores, entre as áreas, o número de taxons variou significativamente em ambas as campanhas amostrais (Tab. 2).

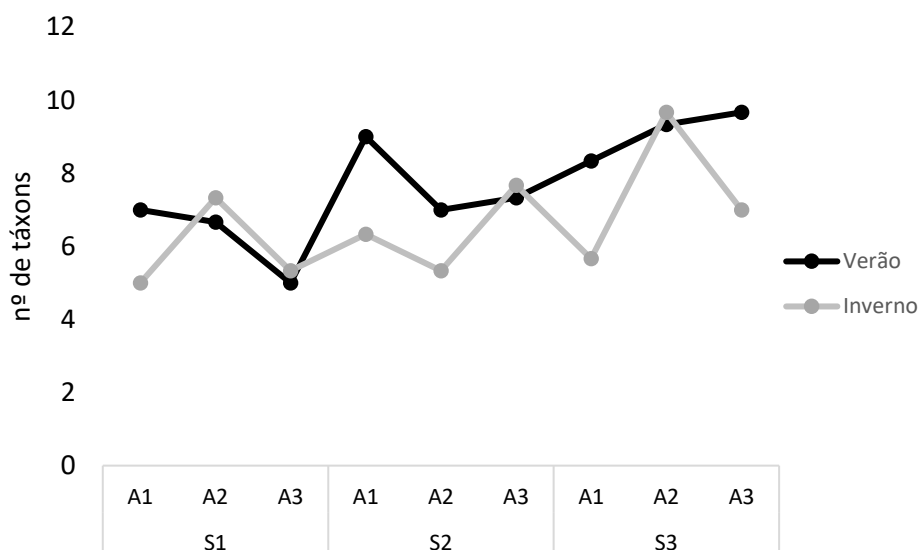


Figura 2- Número de táxons identificados ao longo do gradiente salino no verão e inverno

Tabela 2 – Sumário da ANOVA aninhada. Análise do número total de táxons. Estão presentes as percentagens de contribuição (PC%) de cada fator. $p < 0,05$ em negrito

	Inverno – 2011					Verão - 2012				
	GL	MQ	F	P	PC%	GL	MQ	F	P	PC%
Nº de táxons										
Setor	2	18.814	6.773	0.028	45.7	2	11.185	0.786	0.497	0
Área	6	2.777	5.357	0.002	29.7	6	42.667	5.647	0.001	54.6
Réplica	18	0.518			24.6	18	22.667			45.4

Para melhor compreender a distribuição dos taxons, dados de presença/ausência foram aplicados numa PERMANOVA. Variação significativa foi identificada em todas as escalas espaciais em ambas as campanhas amostrais (Tab.3). Os testes pareados *pair-wise post hoc* não mostraram diferenças significativas entre os setores ou entre as áreas.

A variação significativa na presença/ausência dos taxons está relacionado com a distribuição limitada de algumas espécies. (Tab. 1). *Bostrychia montagnei*, *B. moritziana* e *B. tenella*, *B. binderi* foram claramente euhalinas. *C. caespitosa* esteve restrita ao setor oligohalino, o que caracteriza esta espécie como estenohalina

oligohalina. As espécies *B. radicans*, *B. calliptera*, *B. pinnata*, *C. lepieurii*, *R. riparium* e *Microcoleus* sp. estiveram presentes ao longo de todo o gradiente estuarino, sendo caracterizadas como espécies eurihalinas.

Tabela 3 – Sumário da PERMANOVA para os dados de biomassa das assembleias e presença/ausência (9999 permutações, n = 3 réplicas). Os dados de biomassa das assembleias foram transformados por log (x+1). As análises de presença/ausência foram baseada nas similaridade de Jaccard e as análises de biomassa das assembleias baseadas na dissimilaridade de Bray-Curtis. p<0,05 em negrito

	Inverno – 2011					Verão - 2012				
	GL	MQ	F	r ²	P	GL	MQ	F	r ²	P
Presença/ausência										
Setor	2	0.52	8.345	31	0.000	2	0.88	28.115	60	0.000
Área	6	0.20	3.254	36	0.000	6	0.10	3.276	21	0.000
Réplica	18	0.06		33		18	0.31		19	
Biomassa das assembleias										
Setor	2	13151.00	4.62	44	0.034	2	18226.00	6.346	55	0.004
Área	6	2846.10	3.231	29	0.000	6	2872.10	4.349	26	0.000
Réplica	18	880.86		27		18	660.34		18	

4.2 Variação espacial da biomassa do *Bostrychietum*

A biomassa total média em outubro foi 6,3mg/cm² e 7mg/cm² no inverno e verão respectivamente. O valor de biomassa total não variou significativamente entre setores em nenhuma das campanhas (Tab 4). Apesar da ausência de variação significativa, houve tendência de aumento da biomassa no sentido do setor euhalino no inverno e principalmente no verão (Fig. 4) (com p valor marginal). Na escala das áreas foi identificadas variações significativas em ambas as campanhas.

PERMANOVA foi conduzida para avaliar a diferença na biomassa de cada espécie que compõem o *Bostrychietum*, esta análise foi denominada de biomassa das assembleias. Nem todas as espécies, em especial as clorofíceas, apresentaram valores de biomassa mensuráveis. Os dados de biomassa aqui analisados são, portanto, referentes a 11 espécies de rodofíceas no verão e 10 no inverno, mais as clorofíceas agrupadas, sem distinção de espécies ou gêneros.

Apesar da constância na biomassa total, a biomassa das assembleias variou significativamente ao longo do gradiente estuarino em ambas as campanhas amostrais (Tab.3). A ordenação de nMDS mostra o setor euhalino sendo o mais distante dos demais. Entre os setores oligohalino e mesohalino há uma maior semelhança no perfil da biomassa das assembleias. Variação significativa entre as áreas foi detectada. Esta variação na escala das áreas também está visível nas ordenações do nMDS (Fig. 3).

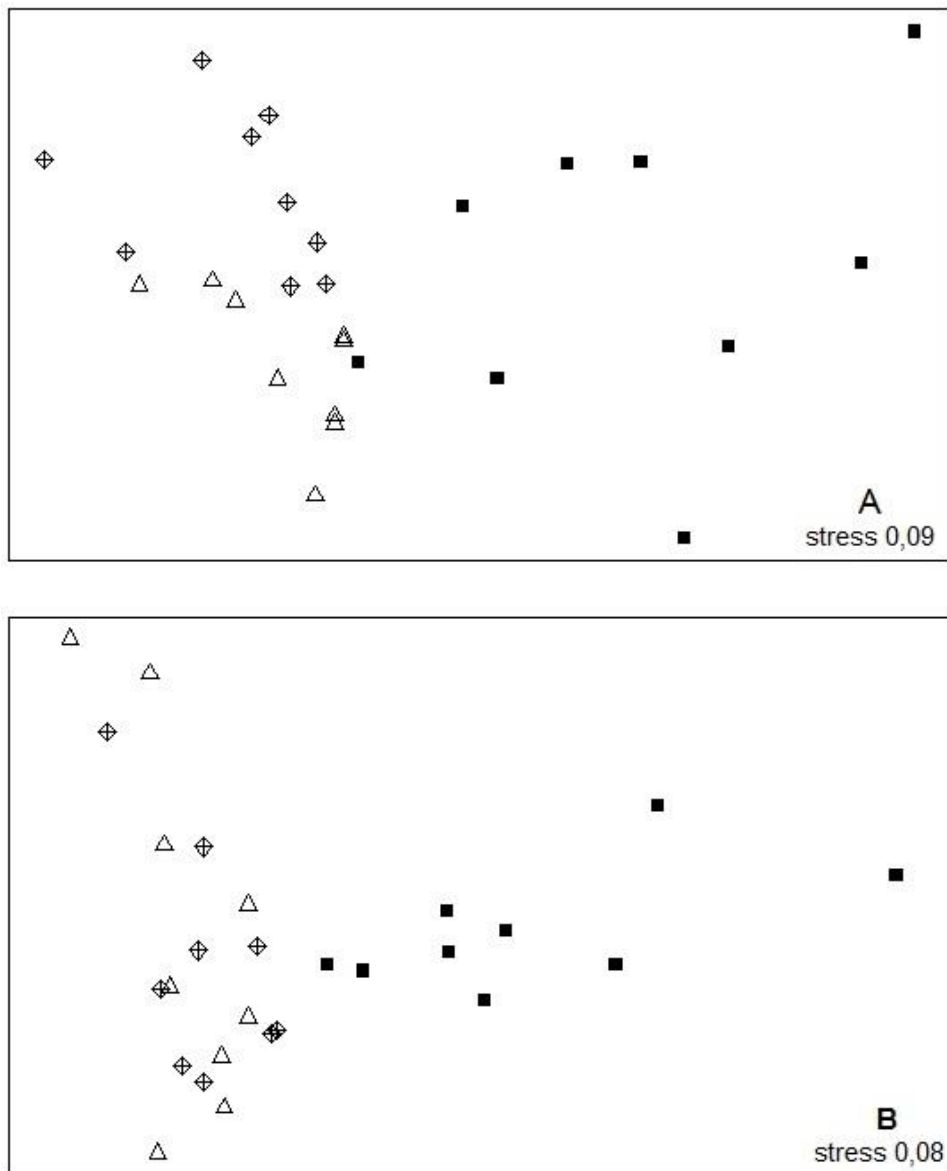


Figura 3 - Ordenação em nMDS da biomassa das assembleia no verão (A) e inverno (B). Setor oligohalino – triângulos, setor mesohalino – losangos, setor euhalino – quadrados

As espécies mais abundantes ao longo de todo o gradiente estuarino foram *B. radicans*, *B. pinnata*, *B. montagnei*, *B. calliptera* e *B. binderi*, todas elas com biomassa total acima de 10 mg/cm² (Fig. 4). Uma ANOVA aninhada foi realizada para estas espécies mais abundantes (Tab. 4). *B. pinnata* foi a única a variar significativamente apenas entre áreas, porém os valores de biomassa no setor euhalino foram relativamente baixos (Fig.4).

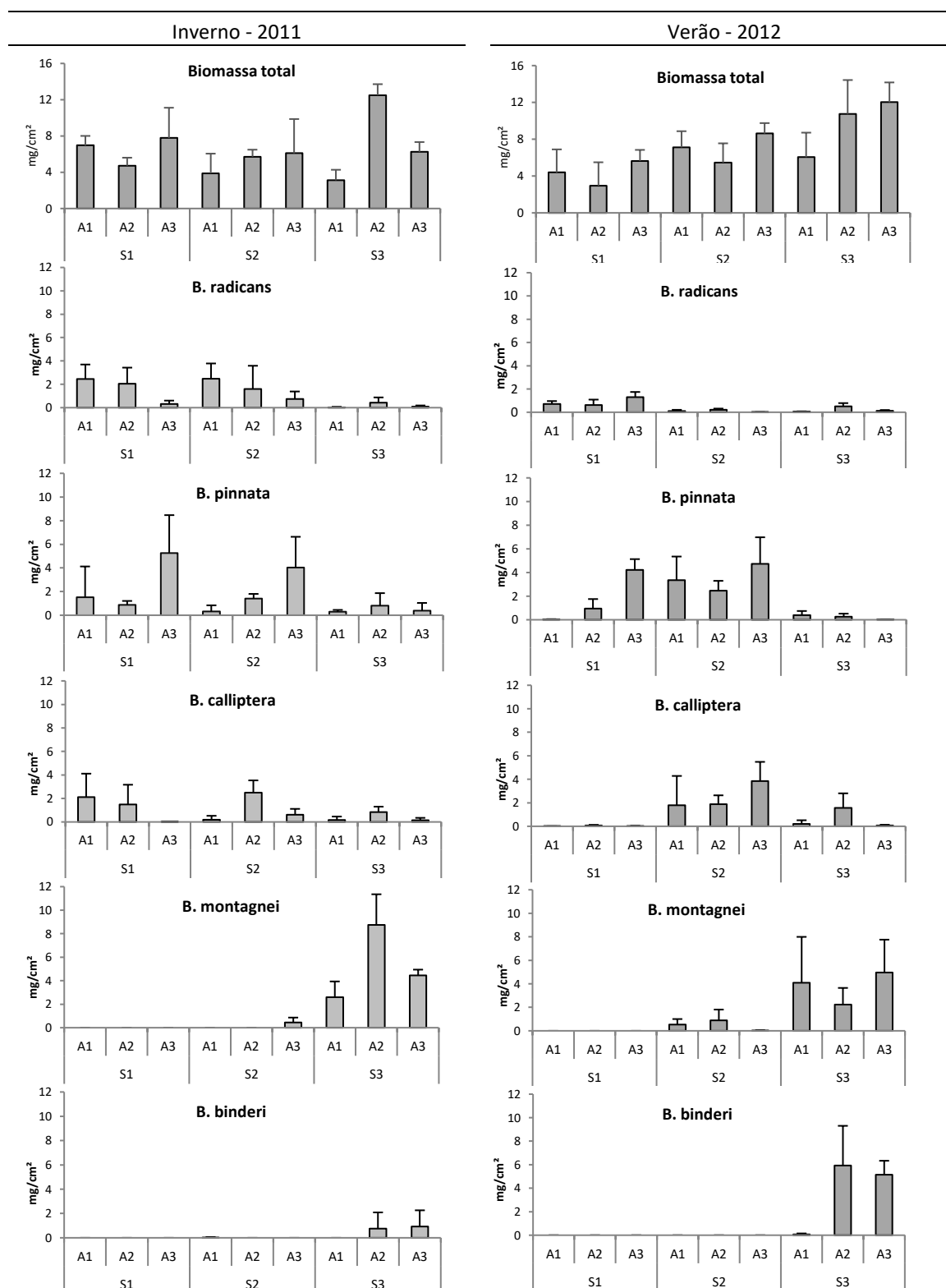


Figura 4 - Valores médios do número de táxons, da biomassa total e da biomassa das cinco espécies mais abundantes nas campanhas amostrais de inverno e verão. Valores de biomassa seca dada em mg/cm². Desvio padrão representado nas barras de erros

As biomassas de *B. radicans*, *B. montagnei*, *B. calliptera* e *B. binderi* variaram significativamente na escala de áreas e setores (Tab. 4). *B. radicans* apesar de presente ao longo de todo o gradiente estuarino teve valores de biomassa significativamente maiores no setor oligohalino (SNK $p < 0,05$). A biomassa de *B. montagnei* foi significativamente maior no setor euhalino em ambas as campanhas. Os testes SNK para *B.*

montagnei e *B. binderi* indicaram que os valores de biomassa foram significativamente mais altos no setor euhalino do que nos demais ($p < 0,05$). Embora *B. binderi* tenha um padrão semelhante ao de *B. montagnei*, os valores de biomassa foram significativamente maiores no setor euhalino apenas na campanha de verão (Tab. 4). A variação da biomassa de *B. calliptera* foi inconclusiva, com diferenças significativas entre áreas no inverno e diferenças significativas entre setores no verão.

Tabela 4 – Sumário da ANOVA aninhada. Análise da biomassa total, biomassa das cinco espécies mais abundantes e número de táxons. Estão presentes as percentagens de contribuição (PC%) de cada fator. $p < 0,05$ em negrito

	Inverno – 2011					Verão - 2012				
	GL	MQ	F	P	PC%	GL	MQ	F	P	PC%
Biomassa total										
Setor	2	0.319	0.329	0.731	0	2	125.458	4.412	0.066	36.5
Área	6	0.969	5.463	0.002	55.2	6	85.302	2.660	0.050	27.1
Réplica	18	0.177			44.8	18	96.199			36.4
 <i>B. montagnei</i>	2									
Setor	2	5.729	33.430	0.000	50.7	2	3.797	22.353	0.001	54.3
Área	6	0.171	4.909	0.003	31.3	6	0.169	2.232	0.087	0
Réplica	18	0.035			18	18	0.076			45.7
 <i>B. pinnata</i>										
Setor	2	0.409	0.999	0.422	8.3	2	1.606	4.661	0.060	37.1
Área	6	0.409	2.421	0.068	41.9	6	0.344	4.760	0.004	33.5
Réplica	18	0.169			49.8	18	0.072			29.4
 <i>B. radicans</i>										
Setor	2	0.807	5.068	0.051	29.2	2	0.457	6.187	0.034	45
Área	6	0.159	3.094	0.029	25.4	6	0.073	4.106	0.009	25
Réplica	18	0.051			45.5	18	0.017			30
 <i>B. calliptera</i>										
Setor	2	0.156	0.235	0.797	0.0	2	1.978	10.329	0.011	42.5
Área	6	0.665	6.355	0.000	42.6	6	0.191	2.595	0.054	18.4
Réplica	18	0.104			57.4	18	0.073			39.2
 <i>B. binderi</i>										
Setor	2	0.332	2.735	0.143	29.7	2	7.416	7.585	0.023	39.1
Área	6	0.121	1.108	0.395	0	6	2.933	27.968	0.000	35.9
Réplica	18	0.109			70.3	18	0.018			25

5 DISCUSSÃO

A hipótese central do trabalho foi apenas parcialmente corroborada. O número de táxons associados a substratos duros de manguezais regionais foi de fato influenciado pelo gradiente estuarino de salinidade, com um maior número de táxons no setor euhalino, tendência ainda mais evidente na campanha de verão. A composição do *Bostrychietum* também variou significativamente ao longo do gradiente estuarino. Padrões semelhantes foram anteriormente descritos por Phillips et al. (1994, 1996), Bouzon & Ouriques (1999), Cunha & Costa (2002) e Fernandes et al. (2005) em outros estuários da costa brasileira. Todos estes autores mostraram que espécies de macroalgas do *Bostrychietum* apresentam respostas próprias ou individuais à salinidade, que determinam o padrão mais geral de variação das assembleias ao longo do gradiente estuarino. As espécies identificadas na Baía de Paranaguá se assemelham bastante com as da Baía de Babitonga, em Santa Catarina (Cunha et al., 1999), na Ilha do Cardoso, em São Paulo (Yokoya et al., 1999) e mesmo Suape, em Pernambuco (Fontes et al., 2007).

A variabilidade no número de táxons e composição do *Bostrychietum* entre áreas é de interpretação mais complexa. A grande variabilidade na distribuição das macroalgas está certamente relacionada com o habitat único em que o *Bostrychietum* se desenvolve (Zhang et al., 2014), sempre dependendo da maior ou menor disponibilidade de substrato duro no interior dos manguezais. A maior ou menor disponibilidade de luz também afeta a composição do *Bostrychietum* em pequenas escalas espaciais (Yokoya et al., 1999). Perturbações ambientais por atividades humanas em escala pontual ou localizada reconhecidamente causam variações de menor escala, como acontece na região do Porto de Suape, no nordeste do Brasil, onde a composição do *Bostrychietum* é afetada pelas atividades portuárias (Reis, 2012). Neste contexto, estudos aninhando escalas espaciais ainda menores, devidamente correlacionadas com forçantes ambientais também medidas em menor escala, como incidência de radiação, temperatura da água, disponibilidade de nutrientes, composição dos bosques de mangue, competição por espaço e predação, serão necessários para uma melhor compreensão destas variações mais pontuais.

As características eurihalinas de *B. radicans*, *B. calliptera* e *B. pinnata* corroboram análise anterior de Lopes (2011), na Baía de Guaratuba, também no Estado do Paraná. Karsten et al. (1996) já haviam mostrado que essas espécies têm a capacidade de ajustar o potencial osmótico intracelular por meio da síntese de polióis incomuns, em resposta a variações na salinidade. Cianobactérias do gênero *Microcoleus* possuem uma espessa bainha mucilaginosa que auxilia na retenção e absorção de água (Phillips et al., 1996), reduzindo o gasto de energia com a osmorregulação e também permitindo sua presença contínua ao longo de gradientes de salinidade como verificado no presente estudo. Outras espécies se comportaram como estenohalinas, seja restritas ao setor de baixa salinidade, como *C. caespitosa*, ou de alta salinidade, como *B. montagnei* e *B. binderi*. Segundo Karsten et al. (1996), *C. caespitosa* produz osmólitos orgânicos e solutos, possibilitando a sobrevivência desta espécie sob condições extremas. Estes padrões de resposta corroboram os relatos de Cunha & Costa (2002), para a Baía de Babitonga, em Santa Catarina, mas diferem das análises de Fernandes et al. (2005) para os manguezais de latitudes mais baixas, em Bragança, no Pará.

Um levantamento bibliográfico de Fontes (2012) mostrou que *B. calliptera*, *B. montagnei*, *B. moritziana*, *B. radicans* e *B. tenella* estão presentes ao longo de toda a costa brasileira. Da mesma forma, a AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2016) contem registros destas espécies com vasta distribuição global, acompanhando em geral os limites geográficos dos manguezais. Estas diferenças na tolerância das algas do Bostrychietum a gradientes salinos e sua distribuição cosmopolita, expandem a possibilidade da sua utilização como biomonitoras globais da qualidade ambiental de manguezais (Melville & Pulkownik 2007).

Embora a diversidade do Bostrychietum tenha se correlacionado positivamente com o gradiente de salinidade, a biomassa algal não acompanhou esta tendência e não variou significativamente nesta maior escala espacial. A tendência para o aumento da biomassa total no setor euhalino, detectada principalmente na campanha amostral de verão, foi causada pelo aumento na biomassa de *B. montagnei* e *B. binderi*, que são as maiores algas do Bostrychietum. *B. binderi* tem uma corticação densa e *B. montagnei* tem até sete células pericentrais. Em consequência, são capazes de produzir mais biomassa por área de fixação ou cobertura em relação às espécies dominantes nos outros setores. A análise de variância não detectou variação significativa na biomassa de *B. binderi* entre setores durante a campanha de inverno, devido à diminuição da biomassa e grande variabilidade na escala das réplicas. No entanto, é visível a ausência ou baixa ocorrência de *B. binderi* no setores mesohalino e oligohalino, em contraposição com sua elevada biomassa no setor euhalino, indicando que a espécie está fisiologicamente mais adaptada a salinidades mais elevadas.

A grande variabilidade dos valores de biomassa entre réplicas, evidente para quase todas as espécies, pode estar relacionada com a maior ou menor complexidade estrutural dos bosques, que se reflete na disponibilidade de substrato. Embora os manguezais do setor euhalino da Baía de Paranaguá sejam menos complexos, devido ao estresse salino (Lana et al., 2001), a complexidade estrutural dos bosques regionais é muito variável nas mais diversas escalas (Martin, 1992).

O delineamento amostral adotado não permite avaliar variações temporais, devido à falta de replicação sazonal. No entanto, variações sazonais na composição e biomassa total do Bostrychietum já foram relatadas por vários estudos (Billah et al., 2016; Zhang et al., 2014; Reis, 2012). Neste sentido, a variabilidade sazonal pode de fato explicar as diferenças ou inconsistências das respostas do Bostrychietum entre as campanhas amostrais. A variação do Bostrychietum, entre períodos chuvosos e de estiagem, pode ser menor no interior dos manguezais, uma vez que um dossel arbóreo mais fechado inibe a penetração de luz e reduz a dessecação; por outro lado, pode haver variação mais significativa em locais de franja, caso das coletas deste estudo, mais expostos à incidência de luz (Cutrim et al., 2004).

Em síntese, a salinidade foi um fator determinante para a distribuição do Bostrychietum ao longo do gradiente estuarino, afetando tanto a riqueza de espécies como a composição das assembleias. Por outro lado, a biomassa total não acompanhou este padrão de larga escala. A elevada variabilidade do Bostrychietum entre áreas enfatiza a necessidade de estudos adicionais das forças ambientais que atuam nestas menores escalas, incluindo principalmente interações biológicas entre espécies, para uma melhor compreensão da dinâmica do Bostrychietum.

Espécies do gênero *Bostrychia* já foram testadas com sucesso como bioindicadoras de contaminação de matais traço em estuários da Malásia (Billah et al., 2014), da Austrália (Melville & Pulkownik 2007), Portugal (Henriques, 2009) e no Brasil, na Baía de Todos os Santos (Brito et al., 2012). Para a Baía de Paranaguá as espécies com potencial para biomonitoramento são *B. radicans*, *B. calliptera* e *B. pinnata*. Estas espécies estiveram presentes ao longo de todo o gradiente, o que aumenta o seu potencial como eventuais biomonitoras de qualidade ambiental de manguezais, na medida em que sua variabilidade na maior escala será proporcionalmente mais afetada por atividades portuárias ou industriais tão comuns na maioria dos estuários brasileiros.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, A. M., MOURA, C. W. N., ALVES G. L. & GESTINARI, L. M. S., 2009. Os gêneros *Chaetomorpha* Kütz. nom. cons. e *Rhizoclonium* Kütz. (Chlorophyta) do litoral do Estado da Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. v. 32, n. 3, p. 545-570.
- ANDERSON, M. J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*. v. 26, p. 32-46.
- BATES, S. S., TESSIER, A., CAMPBELL, P. G. C. & BUFFLE, J., 1982. Zinc adsorption and transport by *Chlamydomonas variabilis* and *Scenedesmus subspicatus* (Chlorophyceae) grown in semicontinuous culture. *Journal of Phycology*. v. 18, p. 521-529.
- BILLAH, M. M., KAMAL, A. H. M., IDRIS, M. H. B. & ISMAIL, J. B., 2016. Seasonal variation in the occurrence and abundance of mangrove macroalgae in a Malaysian estuary. *Cryptogamie Algologie*. v. 37, n. 2, p. 1-12.
- BOUZON, Z. L. & OURIQUES, L. C., 1999. Occurrence and distribution of *Bostrychia* and *Caloglossa* (Rhodophyta, Ceramiales) in the Ratoes River mangrove, Florianópolis-SC-Brazil. *Insula*. n. 28, p. 43-52.
- BRITO, E. M. S., DURAN, R., GUYONEAUD, R., GOÑI-URRIZA, M., OTEYZA, T. G., CRAPEZ, M. A. C., ALELUIA, I. & WASSERMAN, J. C. A., 2009. A case study of in situ oil contamination in a mangrove swamp (Rio de Janeiro, Brazil). *Marine Pollution Bulletin*. v. 58, p. 418-423.
- BRITO, G. B., T. L. DE SOUZA, F. C. BRESSY, & MOURA, C. W. N., 2012. Levels and spatial distribution of trace elements in macroalgae species from the Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. v. 64, n. 10, p. 2238-2244.
- CARIDADE, E. O. & FERREIRA-CORREIA, M. M., 2007. Taxonomia das macroalgas dos manguezais da Baía de Turiaçu, Estado do Maranhão, Brasil. *Boletim do Laboratório de Hidrologia*. v. 20, p. 53-60.
- CHAPMAN, M. G., MICHIE, K. & LASIAK, T., 2005. Responses of gastropods to changes in amounts of leaf litter and algae in mangrove forests. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. v. 85, p. 1481-1288.
- CLARKE, K. R. & GORLEY, R. N., 2006. *PRIMER v6: User manual/Tutorial*. PRIMER-E Ltd, Plymouth, Reino Unido. p. 190.
- COLLADO-VIDES, L. & WEST, J. A., 1996. *Bostrychia calliptera* (Montagne) Montagne (Rhodomelaceae, Rhodophyta), registro nuevo para el centro del Golfo de México. *Ciencias Marinas*. v. 22, n. 2, p. 47-55.
- CORDEIRO-MARINO, M., 1978. Rodofíceas bentônicas marinhas do Estado de Santa Catarina. *Rickia. Instituto de Botânica-São Paulo - SP*. v. 7, p. 243.
- CORRÊA, M. O. D. A. & UIEDA, V. S., 2007. Diet of the ichthyofauna associated with marginal vegetation of a mangrove forest in southeastern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*. v. 97, n. 4, p. 486-497.
- CUNHA, S. R. & COSTA, C. S. B., 2002. Gradiente de salinidade e frequência de alagamento como determinantes da distribuição e biomassa de macroalgas associadas a troncos de manguezais na Baía de Babitonga, SC. *Notas Técnicas Facimar*. v. 6, p. 93-102.
- CUNHA, S. R., NASCIMENTO, J., LIMA, G. B., ZACHARJASIEWICZ, G., CRESTANI, D. E. V., MAFRA Jr., L. L., PAZETO, F. D., SANT'ANNA, F. & COSTA, C. S. B., 1999. Distribuição e biomassa de macroalgas em um manguezal da Baía da Babitonga, SC: Resultados Preliminares. *Notas Técnicas Facimar*. v. 3, p. 1-15.
- CUTRIM, M. V. J., SILVA, E. F. & AZEVEDO, A. C. G., 2004. Distribuição vertical das macroalgas aderidas em rizóforos de *Rhizophora mangle* Linnaeus nos manguezais de Parna-Açu e Tauá Mirim (Ilha de São Luís/MA – Brasil). *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*. v. 17, p. 9-18.
- FERNANDES, M. E. B.; SILVA, E. F., LIMA, J. F.; VARELA, E. S.; HERCO, A. P.; FERNANDES, C. M.; ARRUDA, C. C. B.; GOMES, G.; SANTOS, H.; SOARES, C. & SARAIVA, R. M., 2005. Distribuição espacial das macroalgas associadas às florestas de mangue na Península de Ajuruteua Bragança-Pará. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*. v. 18, p. 11-17.
- FONTES, K. A. D. A., PEREIRA, S. M. B. & ZICKEL, C. S., 2007. Macroalgas do “Bostrychietum” aderido

em pneumatóforos de duas áreas de manguezal do Estado de Pernambuco, Brasil. Iheringia, Série Botânica. v. 62, n. 1-2, p. 31-38.

FONTES, K. A. Z., 2012. Taxonomia e distribuição geográfica do gênero *Bostrychia* Montagne (Ceramiales-Rhodophyta) nos manguezais do litoral brasileiro. Tese-Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-graduação em Botânica. p.94.

GUIRY, M. D. & GUIRY, G. M., 2016. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Disponível em: <http://www.algaebase.org>; consultado em 21 de Junho de 2013.

HADLICH, R. M. & BOUZON, Z. L., 1985. Contribuição ao levantamento taxonômico das algas marinhas do mangue de Itacorubi – Florianópolis – Ilha de Santa Catarina – Brasil – II Rhodophyta. Ínsula. v. 15, p. 89-116.

HENRIQUES, B., 2009. Macroalgas como biomonitorizadores de poluição metálica: um estudo no Estuário do Tejo. Dissertação - Universidade de Lisboa. Mestrado em Biologia Celular e Biotecnologia, Departamento de Biologia Vegetal. p. 122.

HONG, Y.; YUAN, D.; LIN, Q. & YANG, T., 2008. Accumulation and biodegradation of phenanthrene and fluoranthene by the algae enriched from a mangrove aquatic ecosystem. Marine Pollution Bulletin. v. 56, p. 1400-1405.

JOLY, A. B., 1957. Contribuição ao conhecimento da flora ficológica marinha da Baía de Santos e arredores. Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras - USP. p. 199.

JOLY, A. B., 1965. Flora marinha do litoral norte do Estado de São Paulo e regiões circunvizinhas. Separata do Boletim nº 294. Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras - USP. p. 267.

JOLY, A. B., 1967. Gêneros de algas marinhas da costa Atlântica Latino-Americana. Editora da Universidade de São Paulo. p. 461.

KARSTEN, U., BARROW, K. D., NIXDORF, O. & KING, R. J., 1996. The compatibility with enzyme activity of unusual organic osmolytes from mangrove red algae. Australian Journal of Plant Physiology. v. 23, p. 577-582.

KARSTEN, U., KING, R. J. & KIRST, G. O., 1990. The distribution of D-sorbitol and D-dulcitol in the red algal genera *Bostrychia* and *Stictosiphonia* (Rhodomelaceae, Rhodophyta) - a reevaluation. British Phycological Journal. v. 25, p. 363-366.

KIECKBUSCH, D. K., MARGUERITE S., KOCH, M. S., SERAFY, J. E. & ANDERSON, W. T., 2004. Trophic linkages among primary producers and consumers in fringing mangroves of subtropical lagoons. Bulletin of Marine Science. v. 74, n. 2, p. 271-285.

KING, R. J. & PUTTOCK, C. F., 1994. Macroalgae associated with mangroves in Australia: Rhodophyta. Botanica Marina. v. 37, p. 181-191.

KNOPPERS, B. A., BRANDINI, F. P. & THAMM, C. A. 1987. Ecological studies in the Bay of Paranaguá. Nerítica, Pontal do Sul - PR. v. 2, n. 1, p. 1-36.

LANA, P. C., MARONE, E., LOPES, R. M., & MACHADO, E. C., 2001. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. p. 131-145. Em: SEELIGER, U. & KIERFVE, B. (Ed.), Coastal marine ecosystems of Latin America. Ecological studies. Springer. v. 144, p. 360.

LOPES, O. L., 2011. Fauna associada às macroalgas epífitas no manguezal do Rio das Garças, Guaratuba, Paraná. Tese - Universidade Federal do Paraná, Programa de Pós-graduação em Zoologia, Setor de Ciências Biológicas. p.116.

MARTIN, F., 1992. Etude de l'écosystème mangrove de la Baie de Paranaguá (Parana, Bresil): analyse des impacts et proposition de gestion rationnelle. Tese - Université Paris Diderot, Doutorado em Ecologia. p. 296.

MARTIN, M. H. & COUGHTREY, P. J., 1982. Biological monitoring of heavy metal pollution. Applied Science Publishers, London. p. 475.

MELVILLE, F. & PULKOWNIK, A., 2007. Seasonal and spatial variation in the distribution of macroalgae in the Clyde River, Australia. Estuarine, Coastal and Shelf Science. v. 71, p. 683-690.

MELVILLE, F., PULKOWNIK, A. & BURCHETT, M., 2005. Zonal and seasonal variation in the distribution

and abundance of mangrove macroalgae in the Parramatta River, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 64, p. 267-276.

PEDROCHE, F. E., WESTB, F. A., ZUCCARELLO, G. C., G. SENTIES, A. & KARSTEND, U., 1985. Marine red algae of the mangroves in Southern Pacific Mexico and Pacific Guatemala. *Botanica Marina*. v. 38, p. 111-119.

PHILLIPS, A., LAMBERT, G., GRANGER, J.E. & STEINKE, T.D., 1994. Horizontal zonation of epiphytic algae associated with *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. pneumatophores at Beachwoods Mangroves Nature Reserve, Durban, South Africa. *Botanica Marina*. v. 37, p. 567-576.

PHILLIPS, A., LAMBERT, G., GRANGER, J.E. & STEINKE, T.D., 1996. Vertical zonation of epiphytic algae associated with *Avicennia marina* (Forssk.). Vierh. pneumatophores at Beachwood Mangroves Nature Reserve, Durban, South Africa. *Botanica Marina*. v. 39, p.167-175.

POST, E., 1936. Systematische und pflanzengeographische Notizen zur *Bostrychia Caloglossa* Assoziation. *Revue Algologie*, v. 9, p. 1-84.

PREGNALL, A. M. & RUDY, P. P., 1985. Contribution of green macroalgal mats (*Enteromorpha* spp.) to seasonal production in an estuary. *Marine ecology Progress series*. v. 24, p 167-176.

RAINBOW, P. S. & PHILLIPS, D. J. H., 1993. Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Marine Pollution Bulletin*. v. 26, p. 593-601.

REIS, T. N. V., 2012. Biodiversidade de macroalgas: uma ferramenta indicadora de tensores ambientais na região do complexo portuário de Suape, Pernambuco, Brasil. Tese - Universidade Federal de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Departamento de Oceanografia. p. 123.

ROSA, L. C. & BORZONE, C. A. 2008. Uma abordagem morfodinâmica na caracterização física das praias estuarinas da Baía de Paranaguá, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Geociência*. v. 38, n. 2, p. 237-245.

SANDRINI-NETO, L. & CAMARGO, M. G., 2011. GAD: analysis of variance from general principles. R package version 1.1.1. Disponível em: <http://www.R-project>; consultado em 20 de Agosto de 2014.

SPIER, D., GERUM, H. L. N., NOERNBERG, M. A. & LANA, P. C., 2016. Flood regime as a driver of the distribution of mangrove and salt marsh species in a subtropical estuary. *Journal of Marine Systems*. v. 161, p.11-25.

UNDERWOOD, A.J., 2000. Importance of experimental design in detecting and measuring stresses in marine populations. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*. v. 7, p. 3-24.

WEST, J. A., HOMMERSAND, M. & ZUCCARELLO, G. C., 2001. Morphology and reproduction of *Bostrychia pinnata* (Rhodomelaceae, Ceramiales) in laboratory culture. *Phycological Research*. v. 49, p. 285-297.

WITTIG, R., 1993. General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. Em: Markert, B. (Ed.), *Plants as Biomonitors. Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment*, VCH, Weinheim. p. 3-27.

YOKOYA, N. S., PLASTINO, E. M., BRAGA, M. R. A., FUJII, M. T., CORDEIRO-MARINO, M., ESTON, V. R. & HARARI, J., 1999. Temporal and spatial variations in the structure of macroalgal communities associated with mangrove trees of Ilha do Cardoso, São Paulo state, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*. v. 22, n. 2, p. 195-204.

ZHANG, Y., LI, Y., SHI, F., SUN, X. & LIN, G., 2014. Seasonal and spatial variation in species diversity, abundance, and element accumulation capacities of macroalgae in mangrove forests of Zhanjiang, China. *Acta Oceanologica Sinica*. v. 33, n. 8, p. 73-82.

ZHOU, Q., ZHANG, J., FU, J., SHI, J. & JIANG, G., 2008. Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta*. v. 606, p. 135-150.